第40卷　第6期
2023年6月
干旱区研究
ARID ZONE RESEARCH
Vol. 40 No. 6
Jun. 2023

牧区河岸潜流带硝酸盐氮和氨氮浓度对水文过程的响应机制

薛栋元[1]，胡海珠[1,2]，张锦宁[1]，任嘉伟[1]

(1. 内蒙古大学生态与环境学院，内蒙古河流与湖泊生态重点实验室，内蒙古 呼和浩特 010020；
2. 蒙古高原生态学与资源利用教育部重点实验室，内蒙古 呼和浩特 010020)

摘　要：在牧区和灌溉农业区，大量含氮的畜禽排泄物和氮肥从土壤进入地表水和地下水，是流域面源污染的主要来源。河岸潜流带是削减氮素污染负荷的有效屏障，厘清河岸潜流带对氮素的迁移转化和去除作用是控制流域氮素污染的关键。本研究选取位于典型草原牧区的锡林河上游河段，开展了夏汛期河水与河岸地下水的水位、氨盐（NH_4^+）和硝酸盐（NO_3^-）浓度，以及相关环境因子的连续监测，并利用FEFLOW建立了河岸潜流带水流和氮素溶质反应运移模型。利用实测数据拟合的模型能够准确再现河岸潜流带水位和两种主要氮素浓度的动态变化。结果表明：(1) 夏汛期河岸带氮素污染风险较高，河岸带 NH_4^+ 浓度从降雨前的0.2 mg·L^{-1}升高到降雨后的7.23 mg·L^{-1}，NO_3^- 浓度从1 mg·L^{-1}升高到8.27 mg·L^{-1}。(2) 实测和模拟结果均显示潜流带中氮素动态与降雨、地表水-地下水交换等水文过程密切相关，且 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度对暴雨事件的响应机制不同。(3) 降雨期间，流动性较强的 NO_3^- 在淋滤作用下从河水和地表入渗进入河岸带，导致浓度显著升高。同时，降雨事件加强了河水-地下水的交换作用，通过控制营养物质的输入影响氮素生物地球化学循环，从而调节河岸潜流带 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度的变化。本研究初步揭示了牧区河岸带对于氮素的水文和生物地球化学过程的缓冲作用机制，为牧区氮素污染控制提供了科学参考。

关键词：河岸潜流带；氮素运移；水文过程；地下水模拟；锡林河

氮素引起的富营养化是全球范围关注的水环境问题[1]。农业生态系统中合成肥料的过量施用和畜牧养殖业中畜禽粪尿的大量排出是氮素面源污染的重要来源。大气、地表和土壤中的过量氮素在水文过程的驱动下进入水体，从而造成水环境污染，硝酸盐（NO_3^-）和氨盐（NH_4^+）是水体中最主要的氮素形态[2]。河岸潜流带作为地表水和地下水的混合区域，其中的水量交换促进了物质和能量的交换，并形成了明显的氧化还原梯度和多样的生物群落，因此被普遍认为是营养物质转化，特别是氮素循环的热点区域[3-6]。厘清两种氮素在河岸潜流带的迁移转化和来源是氮素污染负荷控制的关键。

有研究表明，夏季汛期是氮素转化的热点时期，降雨径流事件是流域氮素面源污染的主要驱动因子，刺激了氮循环的周转[7]。相关研究通过分析污染物浓度与降雨、流量的动态关系，利用滞后现象（hysteresis）解释氮素的来源和途径，即氮素是来自于涨水期通过地表径流快速进入河流或是在落水期由地下水排泄至河流[8-9]，但是仅依靠河水的流量和氮素浓度监测及滞后分析不足以准确识别氮素的迁移转化，需要结合氮素及相关环境因子在河岸带的分布进一步明晰其周转过程。

大多数研究表明，河岸潜流带是硝酸盐的汇，其中发生的硝化、反硝化、厌氧氨氧化等过程取决于潜流带中的氮素供应、水化学特征以及水文条件（例如洪水特征、地下水位）等[10-11]。目前，研究者对灌溉农业区附近的河流潜流带开展了广泛研究，例如，Darwiche-Criado等[12-14]发现，NO_3^- 在丰水期与枯水期的来源不同，且对水文过程的响应不同。潘俊等[15-17]发现了潜流带的氧化还原条件影响了氮素的

收稿日期：2022-10-13；　**修订日期：**2023-02-11
基金项目：国家自然科学基金项目(52069017，51609118)；内蒙古自治区自然科学基金资助项目(2020MS05019)
作者简介：薛栋元(1996-)，男，硕士研究生，主要研究方向为河湖水环境. E-mail: real752479@163.com
通讯作者：胡海珠. E-mail: huhaizhu@imu.edu.cn

生物地球转化过程，反硝化、厌氧氨氧化转化强度在一定范围内存在空间差异。但是，目前国内研究对牧区河岸带的氮素迁移转化规律认识仍有不足，大多研究仅关注 NO_3^- 在反硝化作用下的迁移转化模拟[18-19]。基于此，本研究基于汛期高频率水位、水体氮素浓度及其相关环境因子的监测，采用模拟软件 FEFLOW[20]构建河岸潜流带水流-氮素迁移转化模型。旨在分析河流及河岸潜流带中氮素动态及其对水文过程的响应，探究河岸潜流带中两种主要氮素溶质 NO_3^-、NH_4^+ 的来源和运移机制，以期为河岸带管理及流域氮素污染治理提供借鉴与帮助。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于内蒙古高原东部的锡林郭勒草原，地处我国草原从东部半湿润草甸草原区向西北半干旱典型草原区过渡地带(图1)。锡林河是锡林郭勒草原的母亲河，全长268 km，从东南向西北流动。锡林河流域面积10542 km²，年降水量为250~400 mm，全年最大降水量出现在夏季汛期的7—8月，多年平均蒸发量1900 mm[21]。地下水以松散岩孔隙水为主，富水性较强，上层潜水含水层以上更新统的细砂为主[22]。锡林郭勒草原是我国北方重要的牧场。

1.2 原位定点监测试验

于2020年夏季汛期，在位于中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站附近的锡林河上游河段开展野外定点监测试验。监测时段为6月15日、7月2日至8月14日、9月20日。研究河段总长110 m，河宽平均8.5 m。监测期内降雨量共180.3 mm，其中两次较大降雨，分别为7月11—13日连续3 d降雨共47 mm和8月8日的降雨64 mm。监测期内河水深0.3~0.7 m，河岸地下水埋深为0.5~1.1 m。分别在河道及河岸共布设9个监测井(图1)，河道内间隔5 m均匀布设3个监测井(C1~C3)，河道左岸(1L~3L)和右岸(1R~3R)分别布设3个监测井，位于距离河道7~10 m位置。河岸监测管深度为地表以下2 m，河道监测管深度为河床表面以下1 m。选用直径为50 mm的PVC管作为地下水监测井管，在距离管底10~15 cm的位置均匀钻孔，并用400目尼龙网包裹，防止淤泥堵塞。

监测前期，采用全站仪测量研究区地形。监测期间，采用水位计及水尺逐日监测地下水位及河水位。使用流速仪测量河水流速，根据河宽换算流量。每隔5~7 d采用便携式水质分析仪(Multi 3630 IDS SETG)监测河水和地下水的温度、溶解氧(Dissolved Oxygen，DO)、pH等水质参数。同时采集河

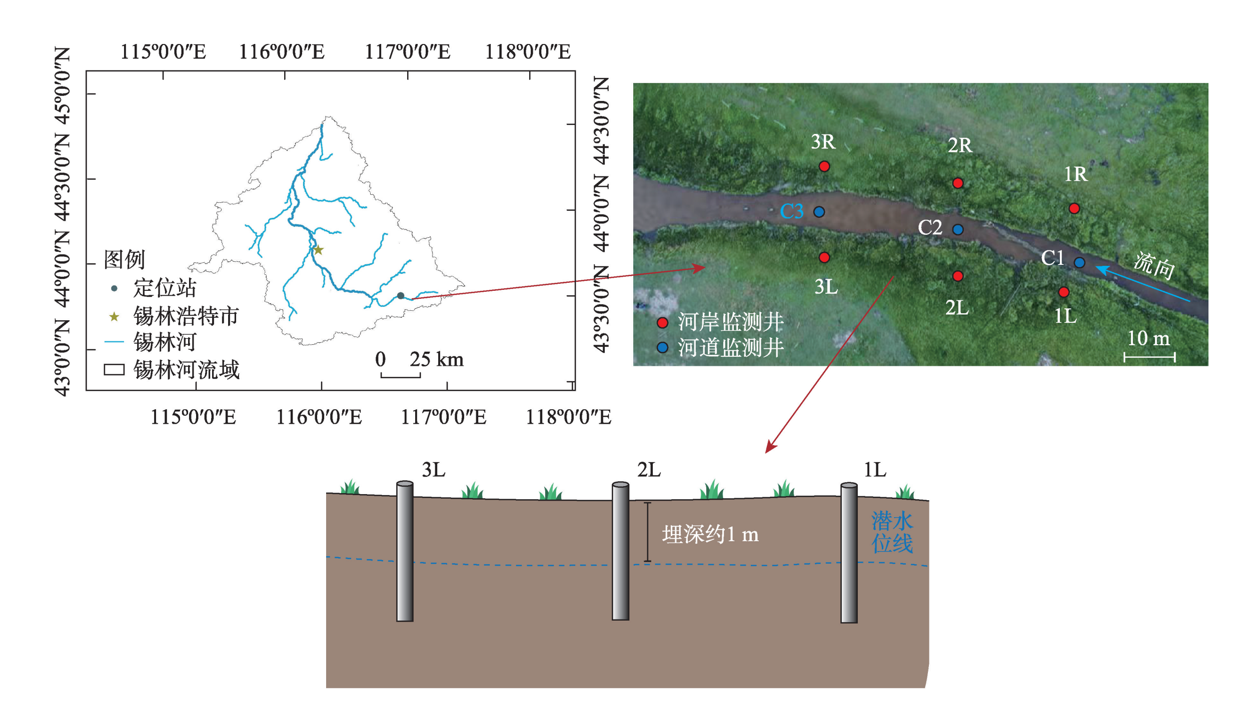


图1 研究区及研究河段监测井布设

Fig. 1 Overview of the study area and layout of the monitoring wells in the studied river section

水和地下水水样，置入100 mL棕色采样瓶，阴凉且避光保存，防止发生生物化学转化。将采集水样在实验室通过直径0.4 μm滤膜过滤，根据生态环境部推荐的测定方法，使用Vario TOC分析仪测定溶解有机碳（Dissolved Organic Carbon，DOC）浓度[23]。使用紫外分光光度计（SHIMADZU UV-2600）测定无机氮浓度：NH_4^+采用纳氏试剂分光光度法测定[24]；NO_3^-采用紫外分光光度法测定[25]。

1.3 河岸潜流带水流和溶质运移模型构建

研究区河岸潜流带通过降水和河流渗透得到补给，河水和地下水的交换取决于河流与地下水位之间的水力梯度和沉积物的渗透性能。放牧牛群排泄的粪尿是研究区主要的氮素来源，在水文和生物地球化学的共同作用下可能发生硝化、反硝化等反应过程。本研究基于FEFLOW建立了研究河段河岸潜流带的三维水流和氮素溶质反应运移数值模型（图2），根据潜流带内水流过程和氮素迁移转化过程，采用2020年夏季汛期的地下水位和地下水NH_4^+、NO_3^-浓度进行模型拟合。模型长65 m，宽40 m，深度4 m，采用三角形有限单元网格进行离散，在河道区域加密。根据实测地表高程设置模型，垂直分为4层，每层由1069个单元格构成。系统自动生成每天9个模拟时间步长，共计44 d。

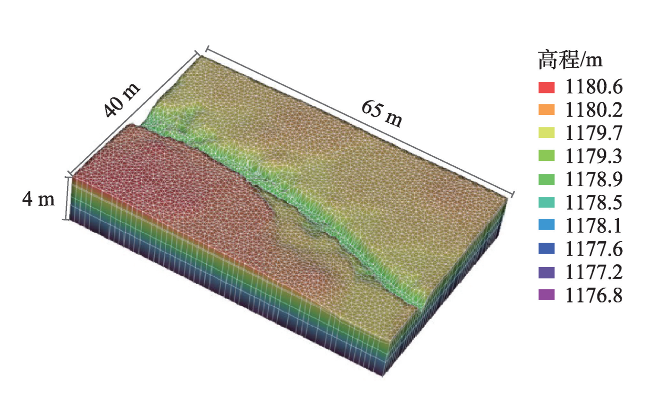


图2 FEFLOW中的数字高程模型

Fig. 2 Digital elevation model in FEFLOW

河岸潜流带中水流采用非稳定流潜水方程描述[26]：

$$\frac{\partial}{\partial x}(K_{xx}h\frac{\partial H}{\partial x})+\frac{\partial}{\partial y}(K_{yy}h\frac{\partial H}{\partial y})+\frac{\partial}{\partial z}(K_{zz}h\frac{\partial H}{\partial z})+\omega=\mu\frac{\partial H}{\partial t} \tag{1}$$

式中：K_{xx}、K_{yy}、K_{zz}是沿坐标轴x、y、z方向的渗透系数（$m\cdot d^{-1}$），假设坐标轴与渗透系数的方向一致；H为地下水位（m）；h为潜水层厚度（m）；t为时间（d）；ω为单位时间水平面积上的垂向补给量（$m^3\cdot d^{-1}$）；μ为给水度。

溶质反应运移模型采用以下对流弥散方程描述[27]：

$$\frac{\partial c}{\partial t}=\nabla(D\nabla_c)-\nabla(vc)+R_c \tag{2}$$

式中：c为水中溶质的浓度（$mg\cdot L^{-1}$）；t为时间（d）；D为水动力弥散系数（$m^2\cdot s^{-1}$），分为纵向和横向，D_L表示纵向弥散系数（m），D_T表示横向弥散度（m），可假设其与溶质浓度无关；v为平均地下水流速（$m\cdot s^{-1}$）；∇为梯度；∇_c为浓度梯度；R_c为溶质源汇项（$mg\cdot m^{-3}\cdot s^{-1}$）。

$$D=\alpha v+D_0 \tag{3}$$

式中：α为弥散度（m），分为纵向和横向，α_L表示纵向弥散度（m），α_T表示横向弥散度（m）；D_0为分子扩散系数（$m^2\cdot s^{-1}$）。

NO_3^-移动性较强，易受到淋溶作用和反硝化影响，而NH_4^+移动性较低，易发生吸附和硝化等作用。考虑到NH_4^+的主要来源是有机氮的矿化，而研究区有机氮来源丰富，并且模型为河岸带尺度，不考虑因氨氮被吸附而引起的迁移范围受限。考虑到锡林河上游河岸带土壤腐殖质丰富，且相关研究表明河岸带中参与氮素转化的微生物种类丰富[28-30]，特别在温度适宜的夏季较为活跃。因此，本研究认为微生物的生长-死亡过程并不是影响潜流带中氮素迁移转化的主要因素。在模型中将微生物作为有充足、稳定来源的量，并未考虑微生物的生长-死亡过程。采用一级反应动力学描述公式（2）中NH_4^+及NO_3^-的衰减[31]，源汇项如下：

$$R_{c1}=N_{lea}-K_1\times C_{NO_3^-} \tag{4}$$

$$R_{c2}=N_{min}-K_2\times C_{NH_4^+} \tag{5}$$

式中：R_{c1}为NO_3^-的源汇项；N_{lea}表示土壤淋滤进入地下水的NO_3^-量（$mg\cdot m^{-3}\cdot s^{-1}$）；$K_1$表示由各类反应，如反硝化导致$NO_3^-$浓度降低的衰减系数（$d^{-1}$）；$C_{NO_3^-}$为$NO_3^-$浓度；$R_{c2}$为$NH_4^+$的源汇项；$N_{min}$表示有机氮矿化量（$mg\cdot m^{-3}\cdot s^{-1}$）；$K_2$表示由吸附、硝化等过程导致$NH_4^+$浓度降低的衰减系数（$d^{-1}$）；$C_{NH_4^+}$为$NH_4^+$浓度。

在研究区域内的河流位置设为第一类边界（Dirichlet边界），根据逐日监测的河水位确定。降水量作为源汇项，降水入渗系数根据区域包气带下垫面条件作为经验值计算。课题组前期研究结果表明[32]，研究河段侧向潜流交换边界位于距离河道

10~15 m的位置，该模型前后边界距河流约为20 m，此处河岸地下水与河流之间的交换非常微弱，因此设置为零通量边界。左右边界可能有地下水流入流出，设置为流量边界。垂向潜流交换边界位于河床表面以下1 m左右[32-33]，该模型下边界位于河床表面以下4 m，基本无垂向交换，因此模型底部设为零通量边界。河水 NO_3^- 及 NH_4^+ 浓度分别作为溶质模块河流的定浓度边界条件，其余边界的浓度均为0。以2020年7月3日的地下水位和溶质浓度的空间分布作为初始条件，根据监测期内实测水位及溶质浓度对模型进行率定。

运用抽水法测定河床和河岸带沉积物的渗透系数[34]，模型参数[35-39]见表1。

为了验证模型模拟精度，使用均方根误差(Root Mean Square Error，RMSE)和拟合优度(Coefficient of Determination，R^2)作为评价指标，公式如下：

$$\mathrm{RMSE}=\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(y_i^m-y_i)^2} \tag{6}$$

$$R^2=1-\frac{\sum(y_i^m-y_i)^2}{\sum(y_i-\bar{y})^2} \tag{7}$$

式中：y 表示实际测量值；$\bar{y}$ 表示实际测量平均值；y^m 表示模型模拟值；$i=1,2,\cdots,n$，n 表示数据个数。

1.4 模型参数敏感性分析

根据模型模拟污染物溶质特征，选取了5种对河岸潜流带溶质运移存在影响的参数进行敏感性分析。参数包括：纵向弥散度 α_L、横向弥散度 α_T、分子扩散系数 D_0、一级反应常数 K_1、K_2。局部灵敏度分析是用来分析单个参数变化对数值模型输出结果的影响程度，不考虑参数之间的耦合作用。对一种参数进行灵敏度分析时，保持其他参数不变，将其取值分别增大10%、20%和40%，分别记录不同取值情况下的模拟浓度相对于调试验证后模型结果(基本情景)的变化。

1.5 河岸潜流带 NO_3^- 去除效果评价

采用 R_n 反映河岸潜流带内 NO_3^- 的产生和去除情况[40]：

$$R_n=\frac{C_{hz}}{C_{sw}} \tag{8}$$

式中：C_{hz} 表示河岸潜流带中 NO_3^- 浓度(mg·L^{-1})；C_{sw} 表示河水中 NO_3^- 浓度(mg·L^{-1})。

基于Kunz等[41]的研究方法，可计算河岸潜流带 NO_3^- 去除率 R。计算公式如下：

$$R=\frac{C_{sw}-C_{hz}}{C_{sw}}\times 100\% \tag{9}$$

2 结果与分析

2.1 水动力学过程

监测期内发生两次较大规模的降雨事件：7月11—13日连续3 d降雨47 mm，8月8日降雨64 mm(图3)。受降雨影响，河水位与河岸地下水位在监测期内频繁波动，并且呈现相似的变化趋势，水位变化幅度有所不同。7月9日河水位与地下水位小幅升高，监测区内无较大降水，推测可能是由于上游来水导致。在7月11—13日连续降水期间，地下水位达到监测期第一次较大峰值，上涨近0.30 m，河水位略高于地下水位，上涨0.45 m。降水结束后，水位恢复至降雨前7月10日的水平。8月8日第二次降雨期间，水位较为平稳，仅有小幅度升高。降雨分别导致地下水位及河水位上涨0.20 m、0.27 m。模拟结果表明模型能够较准确得描述地下水位的实际波动过程(图3)，模拟和实测的地下水位拟合程度较好，RMSE为0.04~0.07 m，R^2 在0.57~0.85之间。模拟值比实测值相比略有出入，可能是由于不同规模降雨时的河岸入渗能力有所差异，导致地下水位的涨幅稍有不同。

监测期内频繁的水位波动导致了河水与河岸地下水水力梯度的变化。无降雨时水力梯度为较小的负值，表现为地下水向河流微弱的排泄趋势(图4)。当降雨发生时，河水位上涨幅度较大，导致河水位高于河岸地下水位，水力梯度发生逆转，表现为河水入渗补给地下水，7月12日达到监测期内

表1 模型参数取值

Tab. 1 Model parameter values

模型参数	给水度/(m³·h⁻¹)	渗透系数/(m·d⁻¹)	纵向弥散度/m	横向弥散度/m	分子扩散系数/(m²·s⁻¹)	一级反应常数/d⁻¹	
						NO_3^-	NH_4^+
参数值	0.1	1.75~3.25	10	1	1×10⁻⁹	0.79	3.81
取值依据	[35]	实测	[36]	[36]	[37]	[38-39]	[38-39]

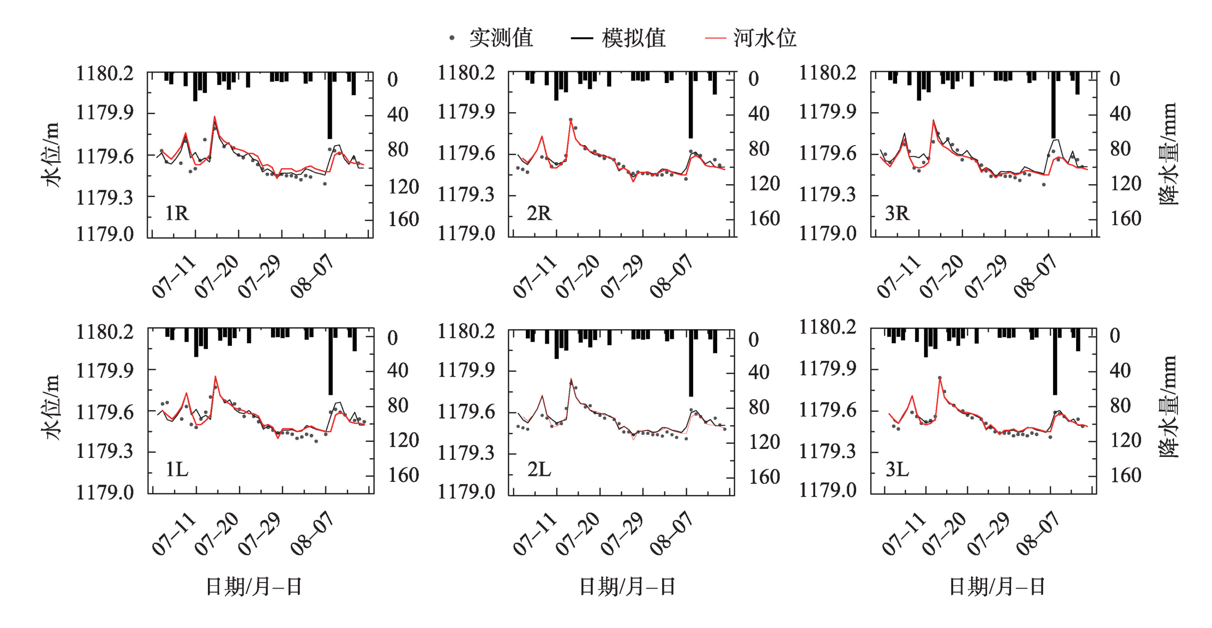


图3　降水量、河水位及河岸监测井实测水位与模拟水位拟合

Fig. 3　Rainfall, river stage and fitting of measured and simulated water levels in river bank monitoring wells

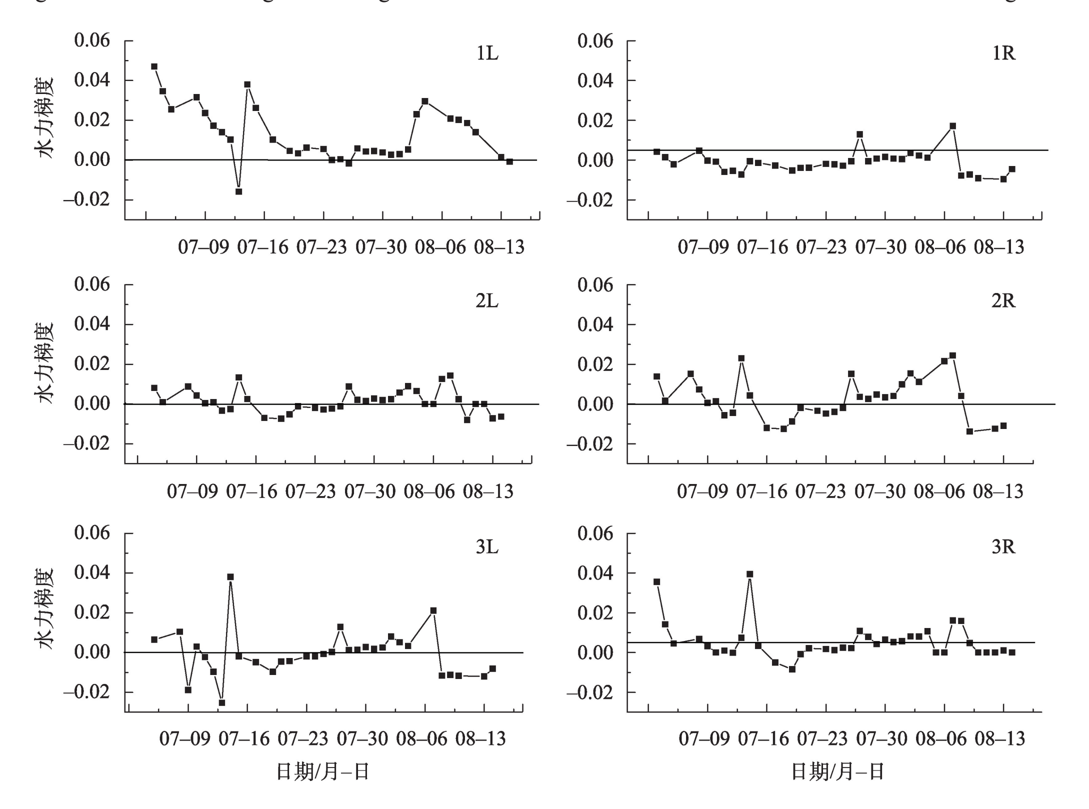


图4　监测期内河水与河岸地下水之间水力梯度随时间变化

Fig. 4　Change of hydraulic gradient between river water and river bank groundwater during the monitoring period

最大值0.047。降雨结束后，河水位下降较快，恢复至降雨前水位，水力梯度为负值，且接近0。

2.2　氮素浓度变化

在监测期内，河水 NO_3^- 浓度介于1.27~5.36 mg·L^{-1}，河岸地下水 NO_3^- 浓度范围为0.29~8.27 mg·L^{-1}。河水与地下水 NO_3^- 浓度具有相似的变化趋势，呈现不同程度的波动，在8月8日均达到峰值，除了2R点之外，河水浓度略低于地下水浓度(图5)。7月12日河岸各监测井 NO_3^- 平均浓度由降雨前的0.93 mg·L^{-1}上升至2.28 mg·L^{-1}，随后下降至1.47 mg·L^{-1}；8月8日经历64 mm的暴雨后，河岸监测井 NO_3^- 浓度急剧升高至8.27 mg·L^{-1}。溶质模拟结果表明模型能够

较准确刻画河岸地下水中NO_3^-浓度变化趋势，模拟与实测结果吻合程度较高，RMSE为0.66~0.98 mg·L^{-1}，R^2在0.64~0.89之间。模型略低估了1R、2R和2L监测井在8月8日的NO_3^-浓度峰值，而在3R和1L处略高估了NO_3^-浓度峰值。可能由于河岸带不同位置的氮素污染负荷输入存在差异，导致实测浓度较模拟值偏高或偏低的情况出现。

在整个监测期间，河水NH_4^+浓度介于0.15~1.53 mg·L^{-1}之间，河岸地下水NH_4^+浓度范围为0.20~7.23 mg·L^{-1}（图6）。河水NH_4^+浓度处于较低水平，趋势平缓，主要是因为河水中DO充足，NH_4^+易发生硝化反应转化为NO_3^-[42]。与NO_3^-浓度动态相比，河岸监测井NH_4^+浓度具有不同的变化特征。不同监测井中地下水NH_4^+浓度均在7月11—13日的降雨过程

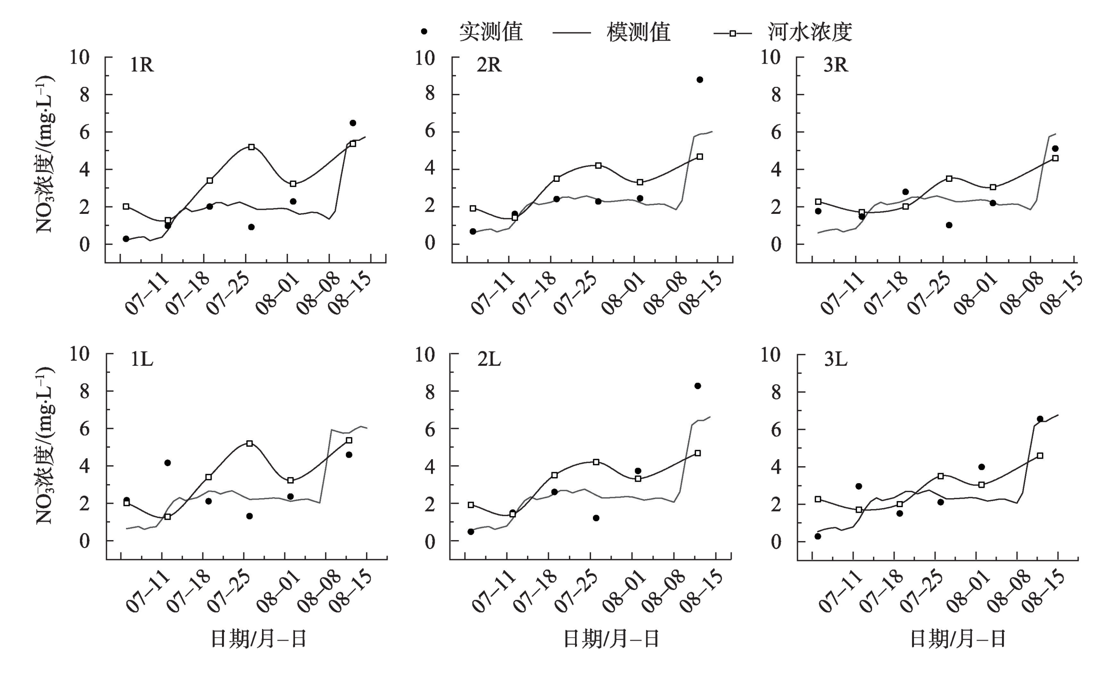


图5 不同监测井NO_3^-浓度的实测值与模拟值拟合

Fig. 5 Fitting of measured and simulated NO_3^- concentrations in different monitoring wells

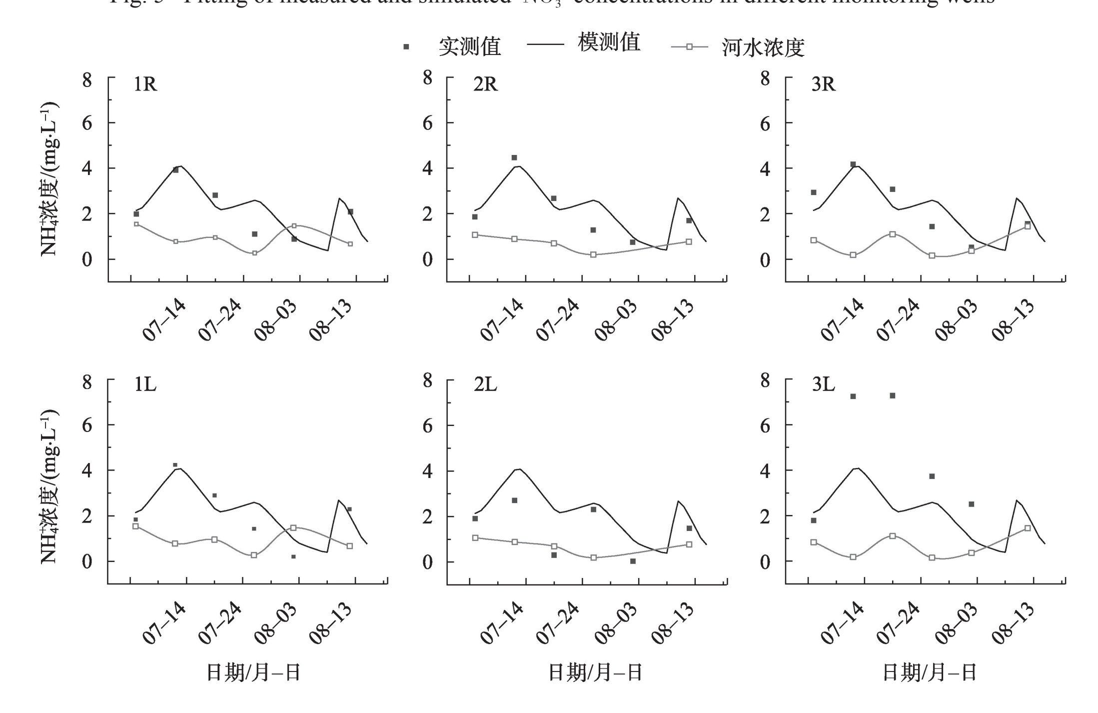


图6 不同监测井NH_4^+浓度实测值与模拟值拟合

Fig. 6 Fitting of measured and simulated NH_4^+ concentrations in different monitoring wells

中明显升高，并达到峰值(2.70~7.23 mg·L⁻¹)，降雨结束后地下水 NH_4^+ 浓度缓慢下降到监测期最低浓度(0.20~0.87 mg·L⁻¹)。8月8日的降雨导致地下水 NH_4^+ 浓度又有小幅上升趋势(1.48~2.29 mg·L⁻¹)。NH_4^+ 浓度模拟值变化趋势与实测结果基本吻合，RMSE 为0.61~0.70 mg·L⁻¹，R^2 为0.61~0.74。3L监测井处的 NH_4^+ 模拟浓度小于实测浓度，可能是因为放牧导致的局部高浓度氮素污染物排放。

由敏感性分析结果(表2)可知，纵向弥散度 α_L 和横向弥散度 α_T 参数取值增加40%时，引起浓度变化的最大值仅为0.067 mg·L⁻¹，而分子扩散系数 D_0 取值增加40%时，结果变化仍小于0.001 mg·L⁻¹。因此以上3个参数对于 NO_3^- 及 NH_4^+ 两种溶质的浓度影响较小，参数灵敏度较低。相对而言，NO_3^- 的衰减系数 K_1 与 NH_4^+ 的衰减系数 K_2 参数灵敏度较高。当 K_1 增加40%时，NO_3^- 峰值浓度降低了2.64 mg·L⁻¹；当 K_2 增加40%时，NH_4^+ 峰值浓度降低了1.13 mg·L⁻¹。由此可见，反应参数对模型结果影响较大，即河岸带的生物地球化学反应对于氮素归宿具有重要作用。

2.3 相关水环境指标变化

在监测期内，河水pH范围为7.78~8.31，河岸地下水pH范围为7.52~7.81，均为弱碱性。河水DOC浓度介于8.01~47.3 mg·L⁻¹，河岸监测井DOC浓度介于1.83~29.72 mg·L⁻¹。河岸监测井DOC浓度峰值出现在7月12日，DOC浓度由降水前的11.21~25.18 mg·L⁻¹升至17.27~29.72 mg·L⁻¹(图7)。降雨结束后，DOC浓度呈现下降趋势，在8月2日降至监测期浓度最低值1.37~11.36 mgL⁻¹。河水中DO充足(7.74±0.34 mg·L⁻¹)，可为微生物的好氧呼吸等提供有利条件。河岸地下水中的DO浓度变化范围为0.2~1.7 mg·L⁻¹，处于缺氧环境，其浓度动态过程与DOC相似，同样在7月12日监测到最大值。

3 讨论

从年内时间尺度来看，夏季汛期河岸潜流带的

表2 模型参数敏感性分析结果

Tab. 2 Parameter sensitivity analysis results of the established model

参数增量	NO_3^- 浓度相对于基本情景的减小量/(mg·L⁻¹)			NH_4^+ 浓度相对于基本情景的减小量/(mg·L⁻¹)		
	10%	20%	40%	10%	20%	40%
纵向弥散度 α_L	0.011	0.029	0.067	0.007	0.013	0.035
横向弥散度 α_T	0.001	0.003	0.007	0.001	0.001	0.002
分子扩散系数 D_0	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
NO_3^- 衰减系数 K_1	1.029	1.410	2.642	–	–	–
NH_4^+ 衰减系数 K_2	–	–	–	0.467	0.683	1.131

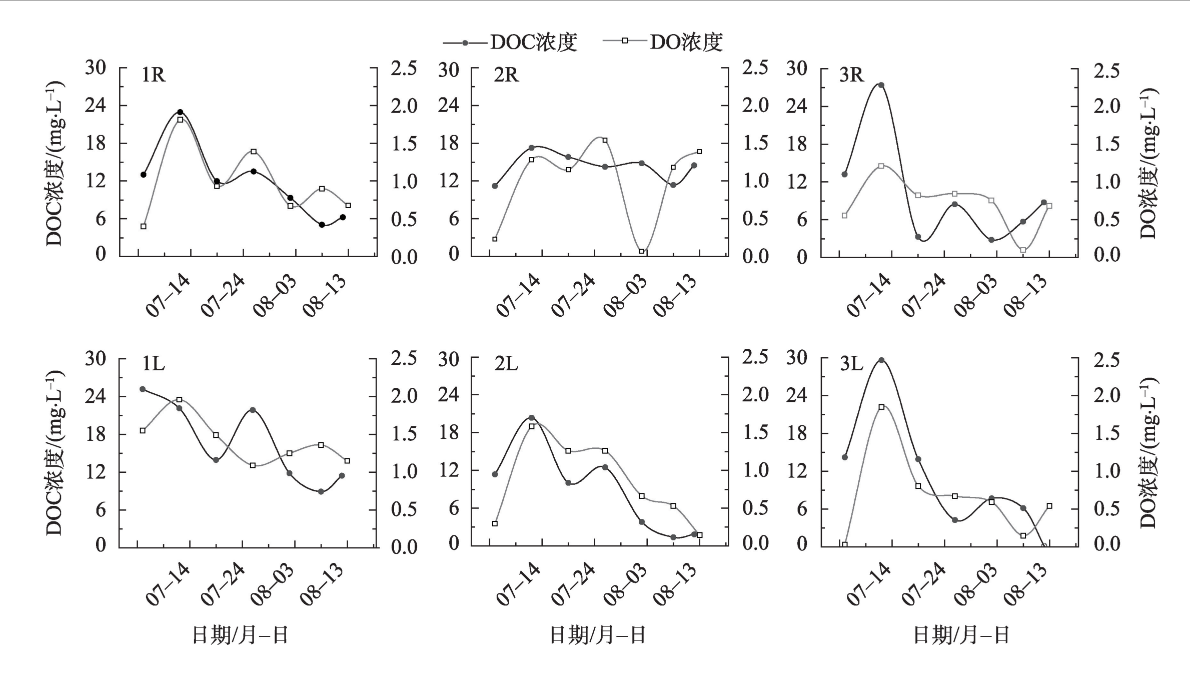


图7 监测期河岸监测井中DOC和DO浓度变化

Fig. 7 DOC and DO concentration changes in riverbank monitoring wells during the monitoring period

氮素峰值浓度（NO_3^- 为8.27 mg·L⁻¹、NH_4^+ 为7.23 mg·L⁻¹）高于汛期前浓度（NO_3^- 为5.07 mg·L⁻¹、NH_4^+ 为2.56 mg·L⁻¹）和汛期后浓度（NO_3^- 为4.67 mg·L⁻¹、NH_4^+ 为2.54 mg·L⁻¹）。主要是因为研究区全年降水量少，且集中于夏季汛期，地表和土壤中积累的大量 NO_3^- 在降雨的冲刷作用下进入水体[43]，导致河水和潜流带中 NO_3^- 浓度显著升高。说明夏汛期牧区河岸带氮素污染的风险较高，是氮素污染负荷控制的关键时期[44-45]，但是 NO_3^- 和 NH_4^+ 在河岸潜流带的迁移转化特征不尽相同。

3.1 汛期河岸潜流带中 NO_3^- 的迁移转化

试验和模拟结果表明，水文过程对河岸潜流带及河流中氮素浓度的变化起了主导作用，但是控制 NO_3^- 和 NH_4^+ 迁移转化的机制不同。河岸潜流带 NO_3^- 浓度在连续3 d强度较小的降雨事件后，小幅上升而后下降，可能是土壤表层中的 NO_3^- 首先被淋滤出来[46]，在落水期浓度缓慢下降[47]。此外，河岸潜流带DO浓度升高为硝化反应提供了条件（图7），促使了 NH_4^+ 向 NO_3^- 的转化[48]，导致一定程度河岸潜流带 NO_3^- 浓度的升高

在8月8日的暴雨事件后，河岸潜流带 NO_3^- 浓度急剧升高至监测期内的最大值（图5），主要由于强降雨的冲刷作用导致土壤上层中累积的 NO_3^- 被淋滤出来，一部分随地表径流进入河水，另一部分可能直接从地表入渗进入河岸地下水。由于 NO_3^- 的流动性较强，降雨冲刷是控制河岸带 NO_3^- 浓度的主要作用，雨强的大小决定了冲刷作用的强弱以及河水补给地下水的强弱[49-50]。

3.2 汛期河岸潜流带中 NH_4^+ 的迁移转化

监测期内的河水 NH_4^+ 浓度均小于河岸潜流带地下水浓度。在7月11—13日连续降雨的影响下，河岸潜流带 NH_4^+ 浓度与DO、DOC浓度一同逐渐升高（图6和图7），于7月13日达到峰值，此时以河水入渗补给河岸地下水为主，河水与地下水的水力梯度也达到监测期内最大（图4）。河岸潜流带中 NH_4^+ 浓度的升高可能是由于降雨过程中DO和DOC随河水入渗进入地下水，促进牛群排泄物中的有机氮矿化生成 NH_4^+。研究表明，沉积物中埋藏的有机碳不能很好地促进 NH_4^+ 的释放，而外源有机碳作为重要的电子供体，更大程度地促进了微生物有氧呼吸、有机氮矿化等过程，这可能是降雨期间潜流带中 NH_4^+ 浓度升高的关键驱动因素[51]。虽然异化硝酸盐还原为铵（DNRA）过程是 NH_4^+ 产生的重要机制，但本研究中地下水 NH_4^+ 浓度升高过程伴随着DO浓度升高，并非高度还原环境，因此DNRA过程可能不是该研究区 NH_4^+ 产生的主要因素[52]。

8月8日的降雨量虽然较大但并未导致水力梯度显著增大，甚至大部分监测井的水力梯度为负，呈现地下水向河水补给，NH_4^+ 浓度也仅有小幅上升。当降雨结束后，河水与地下水的水力梯度在0附近波动，即河水与地下水交换微弱。缺乏DO和DOC进入河岸潜流带的情况不利于矿化作用，NH_4^+ 浓度也缓慢下降。表明降雨事件通过改变河水-地下水的交换作用，控制营养物质的输入，从而影响河岸潜流带 NH_4^+ 浓度变化。

3.3 牧区河岸带对氮素的源汇效应

夏季汛期降水事件的频发导致了河流及地下水中氮素浓度大幅升高，主要是由于放牧导致大量的氮负荷输入。研究指出在放牧过程中，动物摄入70%~90%的氮会通过粪便和尿液返回牧场[53]。本研究区牧场以牛群为主，而牛群放牧情况下的氮淋失量要高于其他家畜[54]。此外，研究区土壤以砂土为主，因其孔隙较大、渗透性较强，更容易导致 NO_3^- 淋溶[55]。在整个监测期，河岸潜流带均表现为 NH_4^+ 的产生，而 NO_3^- 的产生和去除交替出现（图8），因此该处主要考虑 NO_3^- 的去除效果。根据公式（7）计算得到，7月12日（小雨后）和8月12日（暴雨后）河岸潜流带表现为 NO_3^- 的产生，是河流氮素的源。小雨后左岸（1L~3L）NO_3^- 的产生较右岸（1R~3R）更明显，可能是因为该时段左岸DO相对右岸较高，不利于 NO_3^- 的去除（图7）。非降雨期河岸潜流带主要表现为 NO_3^- 的去除，去除率为14%~86%，是河流氮素的汇，可能因为随着落水期DO的消耗，河岸潜流带总体趋向厌氧环境（DO<2 mg·L⁻¹），利于 NO_3^- 的去除[56]。并且根据方差分析结果（$P=0.25>0.05$），河岸潜流带左右岸 NO_3^- 去除效果较为接近，不具有显著性差异（图8）。

河岸带植被群落物种较为丰富，可以有效地固定和吸收多余的氮素养分，从而减少了营养物质的流动性，大大增加了营养物质的停留时间，降低 NO_3^- 淋失的风险[57]。Zuazo等[58]进行草地植被恢复后与没有植被的裸露土壤相比，发现地下水 NO_3^- 浓度减

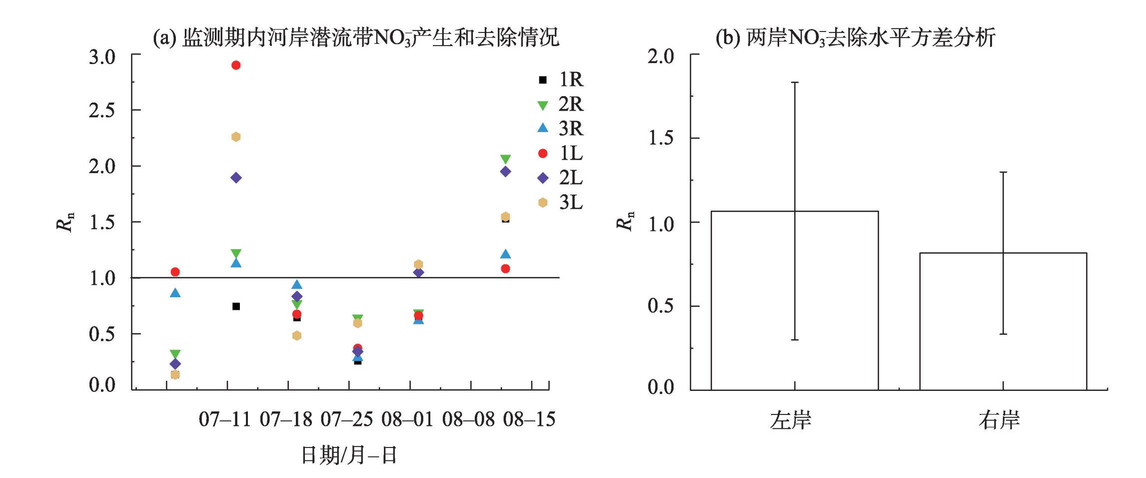


图8 监测期内河岸潜流带 NO_3^- 产生和去除情况(a)及两岸 NO_3^- 去除水平方差分析(b)

Fig. 8 Production and removal of NO_3^- in riparian hyporheic zones (a) and variance analysis of NO_3^- removal level on both banks (b) during the monitoring period

少了35%。因此保护河岸带生物多样性，防止水土流失，是牧区氮素消减的有效途径。此外，放牧不仅会改变土壤结构，还会影响微生物过程从而影响氮素的转化和去除，增加淋溶风险[59]，所以加强放牧管理也是控制面源污染的必要措施。

4 结 论

本研究基于对典型草原河流及河岸带水位、NH_4^+ 及 NO_3^- 浓度及相关环境因子的汛期监测，建立了河岸潜流带水流和氮素溶质迁移转化模型，并探讨 NH_4^+ 及 NO_3^- 对水文过程不同的响应模式和机制。结果表明构建的模型能够较好拟合河岸潜流带水位和氮素浓度动态变化，可作为估计河岸带氮素污染负荷的可靠工具。夏季汛期锡林河河岸潜流带中氮素污染的风险较高，且不同氮素的归宿与降雨、河水–地下水转化等水文过程密切相关。流动性较强的 NO_3^- 在降雨淋滤作用下从河水和地表入渗进入河岸带。同时，降雨事件加强了河水–地下水的交换作用，通过控制营养物质的输入影响氮素生物地球化学循环，从而调节河岸潜流带氮素浓度的变化。可通过放牧管理以及河岸管理优化河岸带缓冲作用，降低牧区河岸带氮素淋溶风险。

参考文献(References)：

[1] Dodds W, Smith V. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams[J]. Inland Waters, 2016, 6(2): 155–164.

[2] 邹凯波, 张玉虎, 刘晓伟, 等. 气候变化下乌伦古河流域农业面源污染负荷响应[J]. 干旱区研究, 2022, 39(2): 625–637. [Zou Kaibo, Zhang Yuhu, Liu Xiaowei, et al. Response of agricultural nonpoint source pollution load in the Ulungur River basin under climate change[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(2): 625–637.]

[3] Stutter M, Baggaley N, hUallacháin Ó D, et al. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review[J]. Science of the Total Environment, 2021, 757: 143982.

[4] Boano F, Harvey J W, Marion A, et al. Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications[J]. Reviews of Geophysics, 2014, 52(4): 603–679.

[5] 杜尧, 马腾, 邓娅敏, 等. 潜流带水文–生物地球化学: 原理、方法及其生态意义[J]. 地球科学, 2017, 42(5): 661–373. [Du Yao, Ma Teng, Deng Yamin, et al. Hydro-biogeochemistry of hyporheic zone: principles, methods and ecological significance[J]. Earth Science, 2017, 42(5): 661–373.]

[6] 朱新丽, 金光球, 姜启豪, 等. 侧向潜流交换水动力过程及生态环境效应[J]. 水利水电科技进展, 2017, 37(3): 15–21. [Zhu Xinli, Jin Guangqiu, Jiang Qihao, et al. Processes of lateral hyporheic exchange and its eco-environment effects[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2017, 37(3): 15–21.]

[7] Du X, Li X, Hao S, et al. Contrasting patterns of nutrient dynamics during different storm events in a semi-arid catchment of northern China[J]. Water Science & Technology, 2014, 69(12): 2533–2540.

[8] 包鑫, 江燕, 胡羽聪. 潮河流域降雨径流事件污染物输出特征[J]. 环境科学, 2021, 42(7): 3317–3327. [Bao Xin, Jiang Yan, Hu Yucong, et al. Characteristics of pollutant dynamics under rainfall-runoff events in the chaohe river watershed[J]. Environmental Science, 2021, 42(7): 3317–3327.]

[9] Baker E B, Showers W J. Hysteresis analysis of nitrate dynamics in the Neuse River, NC[J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 889–899.

[10] 李文超, 雷秋良, 翟丽梅. 流域氮素主要输出途径及变化特征[J]. 环境科学, 2018, 39(12): 5375–5382. [Li Wenchao, Lei Qiu-

liang, Zhuo Limei. Seasonal changes of the pathways of nitrogen export from an agricultural watershed in China[J]. Environmental Science, 2018, 39(12): 5375−5382.]

[11] Trauth N, Schmidt C, Vieweg M, et al. Hyporheic transport and biogeochemical reactions in pool-riffle systems under varying ambient groundwater flow conditions[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2014, 119(5): 910−928.

[12] Darwiche-Criado N, Comín F A, Sorando R, et al. Seasonal variability of NO_3^- mobilization during flood events in a Mediterranean catchment: The influence of intensive agricultural irrigation[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2015, 200: 208−218.

[13] 胡晓冕, 李艳利, 孙伟, 等. 不同水文期太子河上游区域河流硝酸盐来源识别[J]. 水土保持研究, 2021, 28(2): 7−20. [Hu Xiaomian, Li Yanwei, Sun Wei, et al. Identification of nitrate sources in upstream areas of Taizi River Basin in different hydrological periods[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021, 28(2): 7−20.]

[14] Wang Z J, Li S L, Yue F J, et al. Rainfall driven nitrate transport in agricultural karst surface river system: Insight from high resolution hydrochemistry and nitrate isotopes[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2020, 291: 106787.

[15] 潘俊, 李瑞昉, 孟祥焘, 等. 傍河开采驱动下潜流带氮素迁移转化的生物地球化学特征[J]. 环境工程, 2021, 39(8): 62−68. [Pan Jun, Li Ruifang, Meng Xiangtao, et al. Biogeochemical characteristics of nitrogen migration and transformation in subsurface flow belt driven by river collection[J]. Environmental Engineering, 2021, 39(8): 62−68.]

[16] Duncan J M, Groffman P M, Band L E. Towards closing the watershed nitrogen budget: Spatial and temporal scaling of denitrification[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2013, 118(3): 1105−1119.

[17] 张彦隆, 林玲, 王飞飞, 等. 九龙江河流−河口连续体氮素的主要去除过程及N_2O排放特征[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2021, 60(2): 382−389. [Zhang Yanlong, Lin Ling, Wang Feifei, et al. Typical nitrogen removal and N_2O emission features in river-estuary continuum of the Jiulong River[J]. Journal of Xiamen University(Natural Science), 2021, 60(2): 382−389.]

[18] 王佳琪, 马瑞, 孙自永. 地表水与地下水相互作用带中氮素污染物的反应迁移机理及模型研究进展[J]. 地质科技情报, 2019, 38(4): 270−280. [Wang Jiaqi, Ma Rui, Sun Ziyong. Reactive transport and model of nitrogen pollutants in the surface water-ground water interaction zones: A review[J]. Geology Science and Technology Information, 2019, 38(4): 270−280.]

[19] 蔡奕, 邢婧文, 阮西科, 等. 河流潜流带氮素迁移转化数值模拟研究进展[J]. 水资源保护, 2023, 39(1): 181−189. [Cai Yi, Xing Jingwen, Yuan Xike, et al. Advances in the numerical simulation of the migration and transformation of nitrogen in hyporheic zones of rivers[J]. Water Resources Protection, 2023, 39(1): 181−189.]

[20] Koskinen L, Laitinen M, Lofman J, et al. FEFLOW: A finite element code for simulating groundwater flow, heat transfer and solute transport[J]. Transactions on Ecology and the Environment, 1996, 10: 287−296.

[21] 李清海. 锡林河地表水资源年际变化浅析[J]. 人民黄河, 2021, 43(s2): 57−58. [Li Qinghai. Analysis on interannual changes of surface water resources in Xilin River[J]. Yellow River, 2021, 43(s2): 57−58.]

[22] 王则宇, 崔向新, 蒙仲举, 等. 风水复合侵蚀下锡林河流域不同管理方式草地表土粒度特征[J]. 土壤, 2018, 50(4): 819−825. [Wang Zeyu, Cui Xiangxin, Meng Zhongju, et al. Different management modes in Xilin River Basin under the combined erosion of wind and water grain size characteristics of grassland topsoil[J]. Soils, 2018, 50(4): 819−825.]

[23] HJ 636—2012 水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法[S]. 北京: 中国环境出版社, 2012. [HJ 636—2012 Water Quality-Determination of Total Nitrogen-Alkaline Potassium Persulfate Digestion UV Spectrophotometric Method[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2012.]

[24] HJ 535—2009 水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法[S]. 北京: 中国环境出版社, 2009. [HJ 535—2009 Water Quality-Determination of Ammonia Nitrogen-Nessler’s Reagent Spectrophotometry[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2009.]

[25] HJ/T 346—2007 水质 硝酸盐氮的测定 紫外分光光度法(试行)[S]. 北京: 中国环境出版社, 2007. [HJ/T 346—2007 Water Quality-Determination of Nitrate-Nitrogen-Ultraviolet Spectrophotometry[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2007.]

[26] Li J, Mao X, Li M. Modeling hydrological processes in oasis of Heihe River Basin by landscape unit-based conceptual models integrated with FEFLOW and GIS[J]. Agricultural Water Management, 2017, 179: 338−351.

[27] Hu H, Binley A, Heppell C M, et al. Impact of microforms on nitrate transport at the groundwater-surface water interface in gaining streams[J]. Advances in Water Resources, 2014, 73: 185−197.

[28] 王红越, 任莞露, 王润博, 等. 锡林河流域潜在异养硝化-好氧反硝化菌群的陆向分异及影响因素[J]. 环境科学学报, 2023, 43(3): 478−489. [Wang Hongyue, Ren Wanlu, Wang Runbo, et al. Landward differentiation and influencing factors of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterial populations in Xilin River Basin[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(3): 478−489.]

[29] 于景丽, 夏晶晶, 李传虹, 等. 锡林河流域Nitrospira的生态位分化及环境驱动力[J]. 微生物学通报, 2020, 47(5): 1418−1429. [Yu Jingli, Xia Jingjing, Li Chuanhong, et al. Niche differentiation of nitrospira and associated environmental driving forces in Xilin River Basin[J]. Microbiology China, 2020, 47(5): 1418−1429.]

[30] 芦燕, 曾静, 赵吉, 等. 典型草原区不同生境反硝化菌群的空间特征[J]. 微生物学通报, 2019, 46(4): 707−720. [Lu Yan, Zeng Jing, Zhao Ji, et al. Spatial characteristics of denitrifying bacterial communities in different habitats from typical steppe[J]. Microbiol-

ogy China, 2019, 46(4): 707-720.]

[31] Zarnetske J P, Haggerty R, Wondzell S M. Coupling multiscale observations to evaluate hyporheic nitrate removal at the reach scale [J]. Freshwater Science, 2015, 34(1): 172-186.

[32] 田炳燚, 胡海珠, 许丽萍, 等. 半干旱草原河流与地下水交互作用的季节性变化特征[J]. 干旱区资源与环境, 2021, 35(9): 118-125. [Tian Bingyi, Hu Haizhu, Xu Liping, et al. Seasonal variation characteristics of interaction between rivers and groundwater in semi-arid grassland[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2021, 35(9): 118-125.]

[33] 陈皓月, 胡海珠, 任嘉伟, 等. 草原曲流河垂向潜流交换及其氮素迁移转化[J/OL]. 地球科学: 1-20[2023-05-10]. http://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1874.P.20211228.1010.008.html. [Chen Haoyue, Hu Haizhu, Ren Jiawei, et al. Vertical hyporheic exchange and nitrogen transport and transformation in prairie meandering rivers[J]. Earth Science: https://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1874.P.20211228.1010.008.html.]

[34] 张昌新. 基于Hvorslev模型的微水试验应用[J]. 铁道勘察, 2016, 42(2): 16-20. [Zhang Changxin. Application of slug testing based on Hvorslev mode[J]. Railway Investigation and Surveying, 2016, 42(2): 16-20.]

[35] 李小龙, 杨广, 何新林, 等. 玛纳斯河流域地下水水位变化及水量平衡研究[J]. 水文, 2016, 36(4): 85-92. [Li Xiaolong, Yang Guang, He Xinlin, et al. Study on groundwater level change and water balance in Manas River Basin[J]. Journal of China Hydrology, 2016, 36(4): 85-92.]

[36] 高志鹏, 郭华明, 屈吉鸿, 等. 卫河流域河流-地下水流系统氮素运移的数值模拟[J]. 地学前缘, 2018, 25(3): 273-284. [Gao Zhipeng, Guo Huaming, Qu Jihong, et al. Numerical simulation of nitrogen transport in river-ground system in the Weihe River Basin [J]. Earth Science Frontiers, 2018, 25(3): 273-284.]

[37] 李劭宁, 贾晓鹏. 格尔木河 ^{222}Rn 同位素变化及其对地表水-地下水交互关系的指示意义[J]. 冰川冻土, 2021, 43(4): 1190-1199. [Li Shaoning, Jia Xiaopeng. Variability of ^{222}Rn in Golmud River and its implication for surface-groundwater interaction[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2021, 43(4): 1190-1199.]

[38] Hester E T, Hammond B, Scott D T. Effects of inset floodplains and hyporheic exchange induced by in-stream structures on nitrate removal in a headwater stream[J]. Ecological Engineering, 2016, 97: 452-464.

[39] Boyer E W, Alexander R B, Parton W J, et al. Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales[J]. Ecological Applications, 2006, 16(6): 2123-2141.

[40] Briggs M A, Lautz L K, Hare D K, et al. Relating hyporheic fluxes, residence times, and redox-sensitive biogeochemical processes upstream of beaver dams[J]. Freshwater Science, 2013, 32(2): 622-641.

[41] Kunz J V, Annable M D, Rao S, et al. Hyporheic passive flux meters reveal inverse vertical zonation and high seasonality of nitrogen processing in an anthropogenically modified stream (Holtemme, Germany) [J]. Water Resources Research, 2017, 53 (12): 10155-10172.

[42] McLaughlin K, Nezlin N P, Howard M D A, et al. Rapid nitrification of wastewater ammonium near coastal ocean outfalls, Southern California, USA[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2017, 186: 263-275.

[43] Darwiche-Criado N, Comín F A, Sorando R, et al. Seasonal variability of NO_3^- mobilization during flood events in a Mediterranean catchment: The influence of intensive agricultural irrigation [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2015, 200: 208-218.

[44] Kawagoshi Y, Suenaga Y, Chi N L, et al. Understanding nitrate contamination based on the relationship between changes in groundwater levels and changes in water quality with precipitation fluctuations[J]. Science of the Total Environment, 2019, 657: 146-153.

[45] 陈红光, 孟凡浩, 萨楚拉, 等. 北方牧区草原内陆河流域径流演变特征及其驱动因素分析[J]. 干旱区研究, 2023, 40(1): 39-50. [Chen Hongguang, Meng Fanhao, Sa Chula, et al. Analysis of the characteristics of runoff evolution and its driving factors in a typical inland river basin in arid regions[J]. Arid Zone Research, 2023, 40(1): 39-50.]

[46] Mao W, Zhu Y, Wu J, et al. Modelling the salt accumulation and leaching processes in arid agricultural areas with a new mass balance model[J]. Journal of Hydrology, 2020, 591(125392).

[47] Jiang R, Woli K P, Kuramochi K, et al. Hydrological process controls on nitrogen export during storm events in an agricultural watershed[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2010, 56(1): 72-85.

[48] Lamontagne S, Cosme F, Minard A, et al. Nitrogen attenuation, dilution and recycling in the intertidal hyporheic zone of a subtropical estuary[J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2018, 22(7): 4083-4096.

[49] Lloyd C E M, Freer J E, Johnes P J, et al. Using hysteresis analysis of high-resolution water quality monitoring data, including uncertainty, to infer controls on nutrient and sediment transfer in catchments[J]. Science of the Total Environment, 2016, 543: 388-404.

[50] Liu S, Chui T F M. Impacts of different rainfall patterns on hyporheic zone under transient conditions[J]. Journal of Hydrology, 2018, 561: 598-608.

[51] Shen S, Ma T, Du Y, et al. Temporal variations in groundwater nitrogen under intensive groundwater/surface- water interaction[J]. Hydrogeology Journal, 2019, 27(5): 1753-1766.

[52] Perovic M, Obradovic V, Kovacevic S, et al. Indicators of groundwater potential for nitrate transformation in a reductive environment[J]. Water Environment Research, 2017, 89(1): 4-16.

[53] Di H J, Cameron K C. Nitrate leaching losses and pasture yields as affected by different rates of animal urine nitrogen returns and application of a nitrification inhibitor-a lysimeter study[J]. Nutrient Cycling Agroecosystems, 2007, 79: 281-290.

[54] Hoogendoorn C J, Betteridge K, Ledgard S F, et al. Nitrogen leaching from sheep-cattle-and deer-grazed pastures in the Lake Taupo catchment in New Zealand[J]. Animal Production Science, 2011, 51: 416–425.

[55] Groeschke M, Kumar P, Winkler A, et al. The role of agricultural activity for ammonium contamination at a riverbank filtration site in central Delhi (India)[J]. Environmental Earth Sciences, 2016, 75(129): 1–14.

[56] Anderson T R, Groffman P M, Kaushal S S, et al. Shallow groundwater denitrification in riparian zones of a headwater agricultural landscape[J]. Journal of Environmental Quality, 2014, 43(2): 732–744.

[57] Hefting M M, Clement J-C, Bienkowski P, et al. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe[J]. Ecological Engineering, 2005, 24(5): 465–482.

[58] Zuazo V H D, Raya A M, Ruiz J A. Nutrient losses by runoff and sediment from the taluses of orchard terraces[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2004, 153: 355–373.

[59] 王芳芳, 徐欢, 李婷, 等. 放牧对草地土壤氮素循环关键过程的影响与机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2019, 30(10): 3277–3284. [Wang Fangfang, Xu Huan, Li Ting, et al. Effects and mechanisms of grazing on key processes of soil nitrogen cycling in grassland: A review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30(10): 3277–3284.]

Response mechanisms of nitrate and ammonia nitrogen concentrations to hydrological processes in the riparian hyporheic zone of pastoral areas

XUE Dongyuan[1], HU Haizhu[1,2], ZHANG Jinning[1], REN Jiawei[1]

(1. School of Ecology and Environment, Inner Mongolia Key Laboratory of River and Lake Ecology, Inner Mongolia University, Hohhot 010020, Inner Mongolia, China; 2. Key Laboratory of Ecology and Resource Use of the Mongolian Plateau, Ministry of Education, Hohhot 010020, Inner Mongolia, China)

Abstract: In pastoral and irrigated agricultural areas, nitrogen-containing livestock, poultry manure, and nitrogen fertilizers can enter the surface water and groundwater from the soil, and this is the main source of non-point source pollution in basins. The riparian hyporheic zone acts as an effective barrier to reduce the nitrogen pollution load. Understanding the mechanisms of the migration, transformation, and removal of nitrogen in riparian hyporheic zones is key to controlling nitrogen pollution in the whole basin. In this study, an upper reach of the Xilin River, located in typical pastoral areas, was selected and its water levels, ammonia (NH_4^+) and nitrate (NO_3^-) concentrations, as well as the related environmental factors of the river water and riparian groundwater during the summer flood season, were continuously monitored. Based on the high-solution measurements, a water flow and nitrogen reactive transport model of the riparian hyporheic zones was established using FEFLOW. The model fitted using the measured data was found to accurately reproduce the water level dynamics and two main nitrogen concentrations in the riparian hyporheic zone. The results indicate that there is a high risk of nitrogen pollution in the riparian zones during the summer flood season. The NH_4^+ concentration in the riparian zones can increase from 0.2 $mg\cdot L^{-1}$ before rainfall events to 7.23 $mg\cdot L^{-1}$ after rainfall events, and the NO_3^- concentration can increase from 1 $mg\cdot L^{-1}$ to 8.27 $mg\cdot L^{-1}$. Both measured and simulated results show that the nitrogen dynamics in the hyporheic zone are closely related to hydrological processes such as rainfall events and groundwater-surface water exchange. During rainfall events, NO_3^- with high mobility was found to infiltrate from the river and the ground surface into the riparian zone due to the leaching effect, resulting in a significant increase in the concentration. Meanwhile, the groundwater-river water exchange enhanced by rainfall events can further regulate NO_3^- and NH_4^+ concentrations in the riparian hyporheic zone by controlling the input of nutrients and affecting the biogeochemical nitrogen cycles. This study preliminarily reveals the buffering mechanisms of pastoral riparian zones in the hydrological and biogeochemical processes involving nitrogen and provides scientific references for the nitrogen pollution control in pastoral areas.

Keywords: riparian hyporheic zone; nitrogen transport; hydrological process; groundwater simulation; Xilin River